

2. Шестакова И. С. Ферменты в кожевном и меховом производстве / И. С. Шестакова, Л. В. Моисеева, Т. Ф. Миронова. – М. : Легпромбытиздат, 1990. – 128 с.
 3. Цыбикова Д. Ц. Белки, ферменты, дубители и красители. – Улан-Уде : ВСГТУ, 2002. – 164 с.
 4. Mei Chen. Approach Towards Safe and Efficient Enzymatic Unhairing of Bovine Hides / Mei Chen, Mingfang Jiang, Min Chen, Haiming Cheng // JALCA. – 2018. – 113(2). – P. 59–64.
 5. Гурьянова Т. И. Решение экологических проблем при проведении подготовительных процессов кожевного производства / Т. И. Гурьянова, Е. В. Потушинская // Техническое регулирование: базовая основа качества товаров и услуг. – Шахты, 2008. – С. 184–185.
 6. Чурсин В. И. Влияние ферментативной обработки на свойства голя и полуфабриката / Чурсин В. И., Шапкарина Н. П. // Кожевно-обувная промышленность 2005 №5 – С. 35 – 36.
 7. Гайдаров Л. П. Технология кожи / Гайдаров Л. П. – М. : Легк. индустрия, 1974. – 174 с.
-

ІОНООБМІННЕ ВИЛУЧЕННЯ ІОНІВ МІДІ, ЦИНКУ ТА НІКЕЛЮ З СТІЧНИХ ВОД МЕТАЛООБРОБЛЮВАЛЬНИХ ВИРОБНИЦТВ

Колегова Анастасія Сергіївна, аспірант¹, Трохименко Ганна Григорівна, т.т.н., професор НУК¹, Гомеля Микола Дмитрович, д.т.н., професор²

1- Національний університет кораблебудування імені адмірала Макарова, Україна, м. Миколаїв, nastya.sukhareva92@gmail.com, antr@ukr.net.

2- Національний політехнічний університет України «Київський політехнічний інститут», Україна, м. Київ, m.gomelya@kpi.ua

Стічні води (промивні та відпрацьовані концентровані розчини) гальванічних виробництв значною мірою містять іони важких металів, які є не тільки високотоксичними, але й цінними компонентами. Адже у наш час для України та інших країн стає актуальною проблема втрати цінних металів та їх вилучення зі стічних вод гальванічних виробництв. Одним з головних завдань є розробка нових методів очищення, знезараження, нейтралізації та утилізації забруднених стічних вод промислових підприємств.

Об'єктом дослідження були модельні розчини іонів металів – Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} . Сорбцію та регенерацію проводили за одним металом у модельному розчині на катіоніті при концентраціях: Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – 10, 20, 50 мг-екв/дм³. Для сорбції цих металів використовувався катіоніт КУ-2-8 в Н⁺-формі, об'ємом 20 см³. Іоніт розміщували в іонообмінній колонці, де проводили сорбцію та десорбцію іонів важких металів.

Регенерацію проводили сірчаною кислотою концентрацією приблизно 1000, 1600 і 2000 мг-екв/дм³.

Даний катіоніт є високоселективним до двозарядних катіонів металів, що дає змогу проводити очищення промивних вод та його регенерацію, а також створювати комплексні маловідходні технології очищення стічних вод від катіонів важких металів.

Результати сорбції іонів міді, цинку та нікелю на катіоніті у динамічних умовах представлені на рис. 1, 2, 3.

Як показали дослідження (рис. 1), ємність іоніту досягає у середньому 2073 мг-екв/дм³ при пропусканні 0,01 н модельних розчинів. До проскоку іонів важких металів у аналізованому розчині було пропущено 2,5-3 дм³ модельних розчинів, а до повного насичення іоніту потрібно було пропустити 5-5,5 дм³, що видно з графіків на рисунку 1.

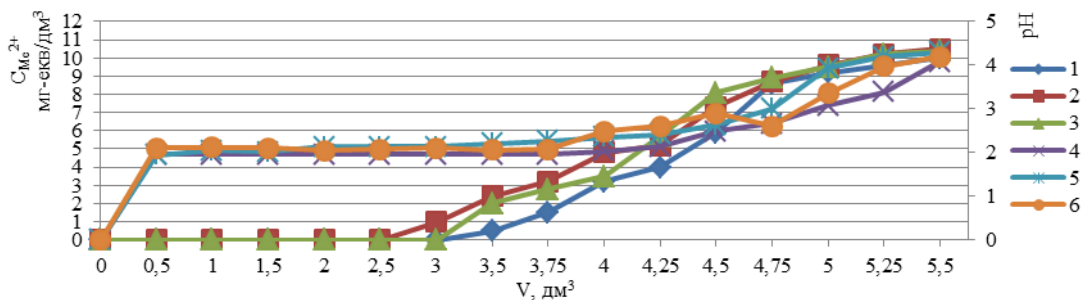


Рис. 1. Залежність концентрацій сорбованих іонів міді ($[Cu^{2+}] = 10$ мг-екв/дм³) (1), pH (4); іонів цинку ($[Zn^{2+}] = 10,5$ мг-екв/дм³) (2), pH (5); іонів нікелю ($[Ni^{2+}] = 10,4$ мг-екв/дм³) (3), pH (6) модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в H⁺-формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС (1) = 2087,5 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2059 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2072 мг-екв/дм³).

При пропусканні модельних розчинів з концентрацією 0,02 н ємність іоніту сягала в середньому 2140 мг-екв/дм³. Об'єм пропущених модельних розчинів до проскоку важких металів був приблизно 1,5 дм³. Для повного насичення катіоніту знадобилося пропустити приблизно 3,25 дм³ розчинів важких металів (рис. 2).

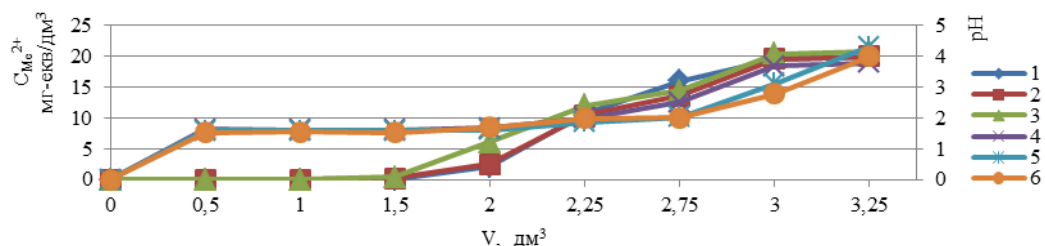


Рис. 2. Залежність концентрацій сорбованих іонів міді ($[Cu^{2+}] = 20$ мг-екв/дм³) (1), pH (4); іонів цинку ($[Zn^{2+}] = 20$ мг-екв/дм³) (2), pH (5); іонів нікелю ($[Ni^{2+}] = 21$ мг-екв/дм³) (3), pH (6) модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в H⁺-формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС (1) = 2107,5 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2190 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2120 мг-екв/дм³).

При пропусканні 0,05 н модельних розчинів ємність катіоніту була у середньому 2100 мг-екв/дм³. Повне насичення катіоніту відбувалось при пропусканні 1,2 дм³ розчину, до проскоку металів було пропущено 0,6 дм³ розчину, як видно з рисунку 3.

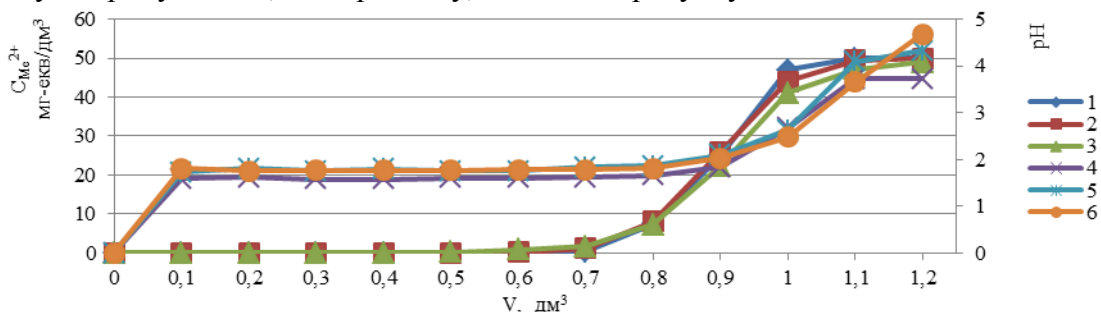


Рис. 3. Залежність концентрацій сорбованих іонів міді ($[Cu^{2+}] = 50$ мг-екв/дм³) (1), pH (4); іонів цинку ($[Zn^{2+}] = 50$ мг-екв/дм³) (2), pH (5); іонів нікелю ($[Ni^{2+}] = 49$ мг-екв/дм³) (3), pH (6) модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в H⁺-формі ($V_i = 20$ см³) (ПОДС (1) = 2100 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2100 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2100 мг-екв/дм³).

модельних розчинів від пропущеного об'єму через катіоніт КУ-2-8 в H^+ -формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) (ПОДС (1) = 2100 мг-екв/дм³, ПОДС (2) = 2105,5 мг-екв/дм³, ПОДС (3) = 2093 мг-екв/дм³)

З представлених графіків (рис. 1, 2, 3) видно, що рН відібраних проб зростає при зменшенні кислотності, а іоніт КУ-2-8 при цьому насичувався катіонами Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} . У цілому сорбція іонів металів відбувалась досить ефективно, що й очікувалося.

Для того, щоб оцінити ефективність іонообмінного очищення води від важких металів, потрібно враховувати не тільки сорбційну ємність, а й ступінь регенерації катіоніта. Тому, після вивчення сорбції важких металів на катіоніті було проведено регенерацію сірчаною кислотою.

Результати регенерації іоніту в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі показані на рис. 4, 5 та 6.

Під час десорбції іонів металів 5% сірчаною кислотою (рис. 4) концентрація катіонів Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} у першій пробі складала у середньому 583 мг-екв/дм³, в останній пробі досягала 0 мг-екв/дм³. При цьому кислотність збільшувалась у середньому від 298,3 мг-екв/дм³ до 998,3 мг-екв/дм³, а рН відібраних проб зменшувалось.

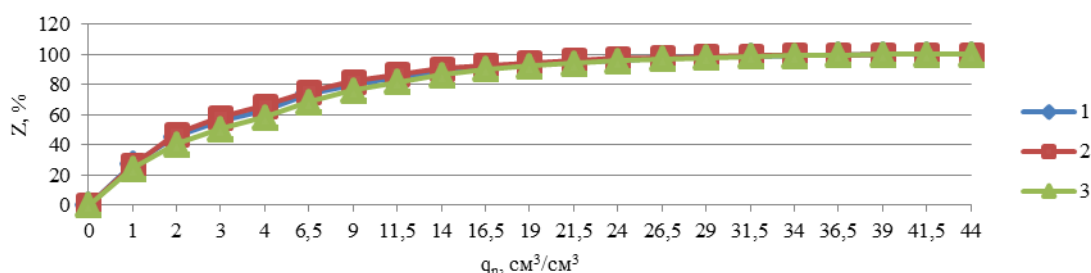


Рис. 4. Залежність ступеня десорбції іонів міді (1), цинку (2) та нікелю (3) від питомої витрати 5%-ї H_2SO_4 (см³/см³) через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) при масі сорбованих іонів, мг-екв: 41,8 (1), 42,11 (2) та 41,86 (3).

Регенерація іоніту КУ-2-8 у динамічних умовах 8% H_2SO_4 представлена на рис. 5. З графіків видно, що ефективність десорбції металів досягає 100%. Концентрація металів у першій пробі була в середньому 808 мг-екв/дм³, в останній в середньому 0 мг-екв/дм³. Кислотність також збільшувалась, а рН розчинів зменшувався.

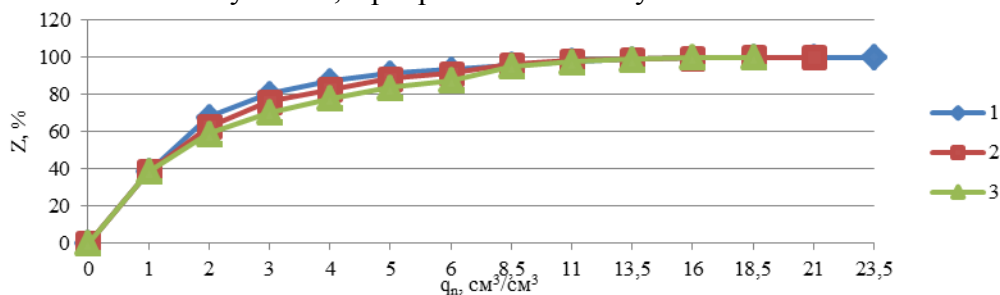


Рис. 5. Залежність ступеня десорбції іонів міді (1), цинку (2) та нікелю (3) від питомої витрати 8%-ї H_2SO_4 (см³/см³) через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі ($V_i = 20 \text{ см}^3$) при масі сорбованих іонів, мг-екв: 40,34 (1), 41,18 (2) та 41,43 (3).

Десорбція іонів важких металів 10% кислотою показало більшу ефективність, ніж регенерація 5 чи 8% сірчаною кислотою, що видно з графіків на рисунку 6.

Концентрація катіонів у перших пробах у середньому складала 836,4 мг-екв/дм³, в останніх – 0 мг-екв/дм³, при цьому кислотність зростала з кожною пробой.

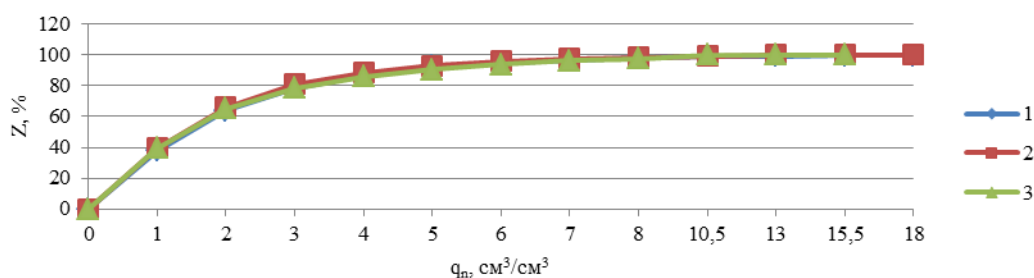


Рис. 6. Залежність ступеня десорбції іонів міді (1), цинку (2) та нікелю (3) від питомої витрати 10%-ї H_2SO_4 (cm^3/cm^3) через катіоніт КУ-2-8 в Cu^{2+} , Zn^{2+} та Ni^{2+} – формі ($V_i = 20 \text{ cm}^3$) при масі сорбованих іонів, мг-екв: 41,74 (1), 42,75 (2) та 42,3 (3).

Експерименти показали досить ефективну регенерацію іоніту 5, 8 та 10%-ю сірчаною кислотою. При 10% H_2SO_4 десорбція іонів металів була найефективнішою, ніж при регенерації 5 та 8%-ю кислотою.

Після отримання регенераційних розчинів сумішей металів доцільно проводити їх електроліз, що є наступним етапом очищення стічних вод, які забруднені важкими металами.

УДК 628.35

ПОВНІ БІОЛОГІЧНІ ЕЛЕКТРОЛІЗНІ ЕЛЕМЕНТИ З МІКРОВОДОРОСТЯМИ В ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

Колтишева Д.С., Щурська К.О., Кузьмінський Є.В.

Національний технічний університет України "Київський політехнічний інститут імені Ігоря Сікорського", м. Київ, dinakoltisheva@gmail.com

За останні роки для світу і України зокрема все більш гостро постає проблема погіршення показників якості води в джерелах водопостачання. Через скид у водойми чи водотоки неочищених або недоочищених стічних вод, які містять біогенні елементи, органічні речовини, ПАР, іони важких металів у кількостях, що перевищують межі допустимих норм, водні об'єкти з часом втрачають здатність до саморегуляції та забруднюються. Це проявляється у евтрофікації водойм, у змінах біологічного різноманіття та в погіршенні якості води.

Традиційно в Україні та ряді інших країн стічні води багаті на органічні сполуки очищують за допомогою технологій, що мають біологічні стадії очищення в аеротенках або у біофільтрах. Однак при експлуатації таких біологічних споруд необхідні витрати на аерацію, обробку надлишкового активного мулу [1].

Раніше було показано, що біологічні паливні елементи (БПЕ) здатні очищувати стічні води, продукуючи енергоносії - водень, а біологічні електролізні елементи (БЕЕ) здатні генерувати струм. При цьому в анодній камері при застосуванні в якості інокуляту активного мулу відбувається деструкція органічних сполук [2]. Труднощі, які виникають при впровадженні БЕЕ- або БПЕ-технологій, пов'язані із необхідністю використання високовартісних платинових або оброблених платиною електродів або застосуванням каталізаторів, наприклад, фероціанід в катодній камері, які спричиняють вторинне забруднення